

COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL

COMITÉ CIENTÍFICO ASESOR

CUARTA REUNIÓN

**La Jolla, California (EE.UU.)
29 de abril - 3 de mayo de 2013**

DOCUMENTO SAC-04-INF C

A petición de varios Comisionados, en 2012 se realizó un análisis independiente por un experto externo de la metodología y técnicas usadas por el personal de la Comisión en su evaluación de las poblaciones de delfines en el Océano Pacífico oriental. A continuación se presenta el informe resultante.

**ANÁLISIS INDEPENDIENTE DE LA EVALUACIÓN DE LAS
POBLACIONES DE DELFINES EN EL OPO**

André E. Punt

School of Aquatic and Fishery Sciences, Box 355020, University of Washington, Seattle, WA
98195-5020, EE.UU.

RESUMEN EJECUTIVO

- Los tipos de modelos aplicados a las poblaciones de delfines del Océano Pacífico oriental son apropiados (y consistentes con aquellos usados para las evaluaciones de las poblaciones de otros mamíferos marinos). No obstante, no se ha realizado una evaluación sistemática de las bases de los supuestos en los que se basan estas evaluaciones, y las pruebas de sensibilidad realizadas (aunque bastante exhaustivas) no están particularmente estrechamente vinculadas con las hipótesis propuestas para la falta aparente de recuperación de estas poblaciones.
- Si se precisa una estimación de tendencia, el enfoque más sencillo sería ajustar un modelo logarítmico lineal a las estimaciones de abundancia más recientes.
- Se debería realizar un taller para identificar (a) un conjunto amplio de hipótesis sobre la dinámica de estas poblaciones de delfines, (b) un conjunto de modelos matemáticos que pueden (al grado posible) representarlos, y (c) cuáles datos están disponibles para parametrizar los modelos. Se debería realizar un segundo taller para analizar la evaluación resultante en un marco en el cual análisis adicionales pueden ser solicitados por un Panel de Revisión.
- Revisiones futuras de las evaluaciones de las poblaciones de delfines serían mejoradas si se desarrollase un documento de Términos de referencia.

1. INTRODUCCIÓN

Evaluaciones de las poblaciones de varios delfines han sido realizadas por el personal de la CIAT y otros científicos pertinentes a lo largo de varios años. Los resultados de estas evaluaciones han explorado la condición de la población relativa a los umbrales incluidos en la Ley de Protección de Mamíferos Marinos (MMPA) de EE.UU., las tasas máxima y actual de incremento de abundancia, y los factores que podrían estar obstaculizando la tasa de recuperación. La presente revisión considera la metodología de evaluación aplicada para evaluar la condición y las tendencias de la población oriental del delfín tornillo (*Stenella longirostris*) y de la población nororiental del delfín manchado (*S. attenuata*) en el Océano

Pacífico oriental (OPO).

En el Anexo A se presentan los términos de referencia de la presente revisión, y en el Anexo B se detallan los documentos analizados. En las secciones siguientes se presentan los comentarios del revisor con respecto a cada uno de los cinco términos de referencia. Los modelos se basan en una variedad de fuentes de datos, principalmente capturas y estimaciones de abundancia de estudios de transectos lineales. La presente revisión no contempla los métodos usados para estimar las capturas y la abundancia.

2. METODOLOGÍA Y SUPUESTOS DE LA EVALUACIÓN

Se ha aplicado una variedad de técnicas de evaluación a los datos de la población oriental del delfín tornillo y a aquellos de la población nordoriental del delfín manchado. Los análisis más sencillos implicaron el ajuste de modelos exponenciales (por ejemplo, Wade *et al.* 2002) y funciones de suavización (Anónimo 2006) a los datos de abundancia (y la detección de cambios en la pendiente exponencial). Se han aplicado varios modelos de dinámica poblacional a los datos de estas dos poblaciones. Wade (1991, 1993) aplicó un enfoque tipo « Hitter » para estimar el tamaño de la población relativa a la capacidad de carga, mientras que la mayoría de las otras evaluaciones se han basado en métodos de verosimilitud máxima, verosimilitud máxima penalizada, y bayesianos. Los métodos de evaluación aplicados a las poblaciones de delfines pueden ser categorizados de varias maneras, por ejemplo, por si la dinámica poblacional es modelada con un modelo con edades agregadas (generalmente el modelo theta-logístico) o un modelo de dinámica poblacional basado en edad (etapa) y por el método de estimación de parámetros (técnicas de verosimilitud máxima, verosimilitud máxima penalizada, o bayesianas) (Tabla 1). La ventaja de los métodos bayesianos (y posiblemente de verosimilitud máxima) es que se puede incluir en los análisis información auxiliar (o previa).

Las versiones básicas de los modelos de dinámica poblacional suponen que los parámetros de la dinámica poblacional han sido constantes o han cambiado a un nuevo valor en un año especificado previamente. Tal como se señala en la Tabla 1, se han explorado una serie de supuestos, aunque ninguno de los modelos ha explorado la sensibilidad a la estructura de la población. Tomados en conjunto, los análisis previos han explorado una amplia variedad de supuestos. No obstante, la exploración de los supuestos no ha sido muy sistemática. (Wade *et al.* (2002) brindan la explicación más exhaustiva de los supuestos). La mayoría de las evaluaciones han usado solamente datos de captura y abundancia basados en estudios de transectos lineales. No obstante, existen otras fuentes de datos, y han sido incluidos en algunas de las evaluaciones.

La estructura de modelo más general aplicada a las dos poblaciones es descrita en el Anexo A de Anónimo (2009) y por Hoyle y Maunder (2004). La estructura de modelo en la que se basa el Anexo A de Anónimo (2009) toma en cuenta una función general de producción, la incertidumbre (tanto por sesgo como por imprecisión) con respecto a capturas, y el error de muestreo asociado a las estimaciones de abundancia. No obstante, el modelo en el Anexo A de Anónimo (2009) no está plenamente documentado y se presentan diagnósticos limitados. Además, algunos de los resultados no son realistas (por ejemplo, la figura A-2 de Anónimo (2009)). Los problemas particulares con la figura A-2 podrían haber sido superados con una distribución previa sobre la extensión plausible del cambio de la capacidad de carga (que existe un problema con este escenario – un cambio de capacidad de carga – fue señalado por Anónimo (2009)). Hoyle y Maunder (2004) basaron sus análisis en un modelo de dinámica poblacional estructurado por edad y etapa [color] ajustado a estimaciones de abundancia, datos de composición por edad de la captura, y datos estructurados por etapa. Los datos de edad no son, sin embargo, particularmente informativos, excepto con respecto al valor de mortalidad natural. No obstante, mientras que se toma en cuenta el error de proceso en Hoyle y Maunder (2004), no se toma en cuenta la incertidumbre con respecto a las capturas históricas (a diferencia del Anexo A de Anónimo (2009)). Además, solamente un subconjunto de los parámetros biológicos fue considerado incierto por Hoyle y Maunder (2004) (se supuso conocida la edad de madurez sexual). Finalmente, la varianza adicional fue modelada como efecto multiplicativo por Hoyle y Maunder (2004) (Ecuación 16), mientras que una

variación adicional aditiva es más común.

Los ajustes de las versiones base del modelo logístico generalizado a los datos del delfín tornillo oriental (Figura 3 de Anónimo (2009)) parecen adecuados, pero el ajuste a los datos del delfín manchado nororiental (Figura 1 de Anónimo (2009)) está mal especificado porque los cinco últimos puntos de datos se encuentran todos por debajo de las predicciones del modelo (aunque las predicciones del modelo están todas incluidas en los intervalos de confianza de 95% para los datos). Esto sugiere que los modelos en los que se basa el Anexo A de Anónimo (2009) carecen de algún elemento clave (o el grado de variación de muestreo asociado con las estimaciones de abundancia es subestimado). El modelo de Hoyle y Maunder (2004) es capaz de ajustarse a las estimaciones de abundancia del delfín manchado nororiental (su Figura 4), pero la serie de tiempo usada es menos larga que aquella en la que se basaron los análisis de Anónimo (2009), por lo que no es posible evaluar cómo este enfoque se hubiera ajustado a los datos más recientes.

En general, los tipos de modelos aplicados son apropiados (y consistentes con aquellos usados para las evaluaciones de poblaciones de otros mamíferos marinos). No obstante (y tal como se enfatizará a continuación), no se ha realizado una evaluación sistemática del fundamento de los supuestos.

3. ¿SON SUFICIENTES LOS ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD?

Tal como se señaló anteriormente, han sido exploradas muchas combinaciones de factores, pero hasta la fecha: (a) varias de las hipótesis propuestas para explicar la tasa de incremento actual no pueden ser fácilmente vinculadas a aspectos subyacentes de los análisis de sensibilidad, y (b) la sensibilidad no ha sido explorada en el marco de un solo enfoque de modelo de dinámica poblacional / estimación estadística. Además, ningún análisis de sensibilidad ha explorado las implicaciones de la estructura espacial o poblacional, y si los límites postulados que definen las poblaciones incluyen una sola población de cada especie. En la Sección E se presentan comentarios adicionales sobre una forma de explorar más extensamente los supuestos y la sensibilidad de los resultados del modelo a dichos supuestos.

4. ¿EXISTE INFORMACIÓN SUFICIENTE PARA ESTIMAR LA TASA ACTUAL DE CRECIMIENTO DE LA POBLACIÓN?

Las estimaciones más recientes de la abundancia absoluta están disponibles para 1998, 1999, 2000, 2003 y 2006, con coeficientes de variación (CV) de muestreo entre 0.14-0.23 (delfín manchado nororiental) y 0.22-0.33 (delfín tornillo oriental). Existen dos formas clave de estimar la tendencia reciente de la abundancia: (a) ajustar un modelo de dinámica poblacional durante todos los años para los cuales se dispone de datos, y (b) ajustar un modelo a las estimaciones de la abundancia reciente. El primer enfoque tiene la ventaja que las tasas de incremento actual y máxima, así como la condición de las poblaciones relativa a sus niveles sin pesca, pueden ser estimadas, pero podría estar sujeto a sesgos debido a una especificación errónea del modelo. Por lo tanto, si se precisa una estimación de tendencia, el enfoque más sencillo sería ajustar un modelo logarítmico lineal a las cinco (más o menos) estimaciones de abundancia más recientes. Cinco estimaciones de abundancia es probablemente el número mínimo que llevaría a estimaciones fiables de la tendencia. No obstante, se debería explorar la sensibilidad al número de estimaciones de abundancia considerado en este tipo de regresión. **Recomiendo** el uso de un enfoque bayesiano en el que se toma en cuenta la varianza alrededor de las estimaciones de abundancia además de la varianza de muestreo (si es que esto es apoyado por los datos), y expresar la tasa de incremento como función de densidad de probabilidad. En vista de su magnitud en relación con la estimación de abundancia, no hay necesidad de tomar en cuenta las capturas recientes en este tipo de cálculo.

Es de notar que no existen estimaciones de abundancia posteriores a 2006. **Recomiendo** que se emprendan análisis para evaluar el grado al cual los intervalos de credibilidad posterior correspondientes a la tasa de incremento serán reducidos si se realizara un estudio durante (por ejemplo) 2012. Estudios adicionales brindarían la mejor base para abordar esta cuestión, especialmente si la población está en efecto creciendo.

5. HIPÓTESIS ALTERNATIVAS SOBRE LA FALTA DE INCREMENTO PERCIBIDA

Se debería tomar cuidado considerable al comparar las estimaciones de tasas de incremento con las tasas de incremento « esperadas » con tamaños de población pequeños porque existe información limitada para estimar la tasa de incremento esperada (en lugar de la máxima teórica) con tamaños de población pequeños (al igual que con la mayoría de los animales). Reilly y Barlow (1986) derivan relaciones entre parámetros biológicos y la tasa máxima de incremento (r_{\max}) mientras que Hoyle y Maunder (2004) imponen implícitamente una distribución a priori sobre la tasa máxima de incremento al limitar algunos (pero no todos) de los parámetros biológicos. No obstante, ninguno de estos análisis representa la gama entera de incertidumbre en la forma de una distribución a priori. Esto es particularmente importante porque, mientras que existen combinaciones de valores de parámetros para los cuales la tasa de incremento máxima podría alcanzar hasta 9% (o sea, cuando la supervivencia tanto juvenil como adulta es muy alta), la probabilidad a priori verosímil de esto sería bastante baja. Idealmente una distribución a priori para la tasa de incremento máxima esperada debería estar basada en tendencias de la abundancia de observaciones de poblaciones/especies en tamaños de población bajos, r_0 (ver IWC (2011) para datos de este tipo de ballenas barbadas). Desgraciadamente, no parecen existir datos observados sobre las tasas de incremento de poblaciones de delfines no sujetas a impactos antropogénicos. Además, hasta la interpretación de tasas de incremento observadas como estimaciones de r_{\max} puede ser difícil porque las tendencias de la abundancia durante períodos de tiempo cortos podrían no reflejar la tasa de incremento máxima esperada (por ejemplo Cooke 2007).

Se han propuesto muchas hipótesis por qué la tasa de incremento esperada no corresponde a aquella esperada basada en argumentos teóricos.

- La captura incidental de delfines es mayor que la reportada (Gerrodette y Forcada 2005). Las razones postuladas para esta hipótesis incluyen: (a) buques pequeños que puedan a veces realizar lances sobre delfines, pero no llevan observadores; (b) los observadores no ven toda la red en todo momento durante todos los lances; (c) algunos delfines heridos mueren posteriormente; (d) delfines muertos observados no son siempre reportados. Lennert-Cody *et al.* (en prensa) estiman el tamaño de la captura por los buques pequeños (no observados) y descubren que las conclusiones con respecto a la condición y las tendencias de las poblaciones son robustas a la inclusión de estas capturas.
- La captura incidental histórica de delfines ha sido sobreestimada por lo que la estimación de K es una sobreestimación.
- Mortalidad no observada de crías huérfanas cuando hembras lactantes mueren sin sus crías (Archer *et al.* 2004; Gerrodette y Forcada 2005).
- La caza y la captura incrementan la mortalidad (Gerrodette y Forcada 2005).
- La productividad (generalmente cuantificada por la tasa de incremento en el límite de población de tamaño cero y capacidad de carga de tamaño cero) ha disminuido por algún motivo desconocido (antropogénico o ambiental).

Existen pruebas indirectas basadas en observaciones de la proporción de hembras con crías (Cramer *et al.* 2008) que la producción de crías de los delfines tornillo oriental y manchado nororiental ha disminuido a lo largo del tiempo, lo cual apoya algunas de las hipótesis citadas. No obstante, los datos pertinentes todavía no han sido integrados en una evaluación basada en un modelo.

Muchos análisis (ver tabla 1) han explorado algunas de estas hipótesis, pero esto no ha sido llevado a cabo de forma sistemática. La forma ideal de avanzar es desarrollar un marco de modelado que es capaz de representar todas las distintas hipótesis. Si yo desarrollara un marco de este tipo, comenzaría con un modelo de dinámica poblacional por edad y etapa tal como aquel de Hoyle y Maunder (2004), con las siguientes características:

- El análisis se basaría en métodos bayesianos para que (a) la influencia de los datos pueda ser cuantificada por el cambio entre las distribuciones a priori y posterior para los resultados clave del modelo, y (b) la incertidumbre asociada a los resultados del modelo pueda ser cuantificada. Se necesita tener cuidado al desarrollar las distribuciones a priori que sean coherentes y que la capacidad de carga sea un punto de equilibrio estable (ver en Brandon *et al.* (2007) cómo se abordaron estas cuestiones en las evaluaciones de la población de ballenas de Groenlandia de los mares de Bering-Chukchi-Beaufort).
- Las distribuciones a priori serían impuestas sobre los parámetros biológicos del modelo.
- El modelo podría ser ajustado a todas las fuentes de datos disponibles (índices de abundancia, capturas, proporciones por etapa, proporción de hembras con crías, datos de observadores en buques atuneros).
- El modelo permitiría a los parámetros clave (por ejemplo, capacidad de carga, supervivencia) cambiar a lo largo del tiempo.
- Se consideraría el error de proceso en la dinámica. Formas posibles de incluir el error de proceso son imponerla sobre la mortalidad natural o la fecundidad/mortalidad de crías (como es el caso actualmente). En lugar de suponer que la fecundidad/mortalidad de crías está distribuida de forma logarítmica normal, esta mortalidad debería ser modelada usando el método de Taylor *et al.* (en prensa).
- El modelo permitiría que la mortalidad adicional esté relacionada con esfuerzo o capturas.

Se realizarían análisis para una gama de modelos que capturan (al grado posible) las hipótesis identificadas. Se evaluaría para cada análisis el ajuste al modelo (por ejemplo, usando distribuciones predictivas posteriores) y se considerarían como base para la inferencia los análisis que no fuesen rechazados sobre esta base. Wade *et al.* (2002, 2007) y Brandon y Wade (2006) ilustran cómo la selección del modelo bayesiano y las técnicas de promediar modelos pueden ser aplicadas para evaluar las pruebas que apoyan distintas hipótesis sobre la dinámica poblacional. En vista de los datos limitados, será también importante considerar análisis retrospectivos.

6. RECOMENDACIONES PARA ANÁLISIS FUTUROS

Las siguientes recomendaciones relacionadas con análisis futuros surgieron de la presente revisión:

1. Las evaluaciones proporcionadas por el personal de la CIAT (por ejemplo, Anónimo 2006, 2009) parecen haber sido realizadas muy rápidamente y los métodos me parecieron inadecuadamente descritos y los diagnósticos proporcionados insuficientes. Se debería desarrollar un documento de términos de referencia para las evaluaciones de poblaciones. Este documento describiría las expectativas de lo que se debería incluir en los informes de evaluación, incluyendo cómo reportar los datos, cuáles resultados se producirán de los modelos, y los enfoques usados para evaluar el ajuste y el comportamiento del modelo. Documentos de este tipo han sido desarrollados para las evaluaciones de peces de fondo y especies pelágicas costeras del litoral occidental de Estados Unidos, y estos documentos podrían formar la base de un documento de términos de referencia para las evaluaciones de los delfines del Océano Pacífico oriental.
2. El enfoque actual la evaluación de posibles hipótesis para la falta (posible) la recuperación de la población oriental del delfín tornillo y de la población nororiental del delfín manchado ha tendido a ser poco sistemático (ver Tabla 1). Las evaluaciones típicamente no han partido del conjunto de hipótesis disponibles y los modelos desarrollados para capturar esas hipótesis en un solo marco de modelado para permitir aplicar enfoques de selección del modelo y promediar modelos. Se debería realizar un taller para identificar (a) un conjunto amplio de hipótesis sobre la dinámica de estas poblaciones de delfines, (b) un conjunto de modelos matemáticos que puedan (al grado posible) representarlos, y (c) cuáles datos están disponibles para parametrizar los modelos. Se debería realizar

un segundo taller para analizar la evaluación resultante en un marco en el cual análisis adicionales pueden ser solicitados por un Panel de Revisión.

3. Se debería desarrollar un marco de modelado basado en un modelo de dinámica poblacional por edad y etapa en un marco bayesiano para que los datos e hipótesis disponibles puedan ser representados en una sola estructura de modelo.
4. Si se precisa una estimación de tendencia, el enfoque más sencillo sería ajustar un modelo logarítmico lineal a las estimaciones de abundancia más recientes. Un análisis de este tipo debería ser realizado usando un enfoque bayesiano en el cual se toma en cuenta la varianza alrededor de las estimaciones de abundancia además de la varianza de muestreo.
5. Se deberían realizar análisis para evaluar el grado al cual los intervalos de credibilidad posteriores de la tasa de incremento serían reducidos si se realizara un estudio durante (por ejemplo) 2012.

Reconocimientos

Mark Maunder (CIAT) proporcionó respuestas a ciertas dudas técnicas que surgieron durante la revisión.

Otras referencias

- Archer F, Gerrodette T, Chivers S, y A. Jackson 2004. Annual estimates of the unobserved incidental kill of pantropical spotted dolphin (*Stenella attenuata attenuata*) calves in the tuna purse-seine fishery of the eastern tropical Pacific. *Fishery Bulletin* 102:233–244.
- Brandon, J. y P.R. Wade. 2006. Assessment of the Bering-Chukchi-Beaufort Seas stock of bowhead whales using Bayesian model averaging. *Journal of Cetacean Research y Management*. 8: 225-239.
- Brandon, J.R., Breiwick, J.M., Punt. A.E. y P.R. Wade. 2007. Constructing a coherent joint prior while respecting biological bounds: application to marine mammal stock assessments. *ICES Journal of Marine Science* 64: 1085-1100.
- Cooke, J.G. 2007. The influence of environmental variability on baleen whale sustainable yield curves. Paper SC/N07/MSYR1 presented to the MSYR Workshop, Seattle, USA, 16-19 November 2007 (unpublished). 19pp.
- IWC. 2011. Report of the Third Intersessional Workshop on the Review of MSYR for Baleen Whales. *Journal of Cetacean Research y Management* 12 (Suppl.) 401-411.
- Taylor, I.G., Gertseva, V., Methot, R.D., y M.N. Maunder. En prensa. A stock-recruitment relationship based on pre-recruit survival, illustrated with application to spiny dogfish shark. *Fisheries Research* 00: 00-00.

Tabla 1. Resumen de los escenarios [pruebas de sensibilidad] considerados en el pasado

Escenario	Edades agregadas		Por edad	
	ML	Bayes	ML	Bayes
Base*	X ^{a,e}	X ^{a,d,f}	X ^{b,c}	X ^{b,c,d}
Función logística de producción ($z = 1$)	X ^a	X ^a		
Incertidumbre en la captura	X ^a	X ^a		
Error aleatorio en la captura incidental	X ^a	X ^a		
Serie alternativa de capturas basada en consideración de informes erróneos por buques pequeños	X ^{a,e}			
Sesgo preespecificado en la captura	X ^a	X ^{a,d,f}		
Sesgo estimado en las capturas	X ^a	X ^a		
Error de proceso en la producción excedente	X ^a	X ^a		
Error de proceso en la producción excedente y función logística de producción		X ^b		
Niveles preespecificados de r , la tasa intrínseca de crecimiento	X ^{a,e}	X ^a		
Cambio en r en ciertos años (por ejemplo, 1993)	X ^a	X ^{a,d,f}		
Cambio en K en ciertos años (por ejemplo, 1990)	X ^a	X ^{a,d,f}		
Tasa de mortalidad anual cambia con lances		X ^d		

* Modelo theta-logístico, parámetros invariables con el tiempo, captura incidental conocida, sin error de proceso

a: CIAT (2009); b: CIAT (2006); c: Hoyle y Maunder (2004); d: Wade *et al.* (2002); e: Lennert-Cody *et al.* (en prensa); f: Wade *et al.* (2007)

Anexo A

TÉRMINOS DE REFERENCIA

1. Analizar la metodología del modelado de evaluación de poblaciones, evaluar si los supuestos del modelo son apropiados, e identificar supuestos alternativos.
2. Evaluar si los análisis de sensibilidad son adecuados e identificar análisis de sensibilidad alternativos.
3. Determinar si existe información suficiente para estimar la tasa actual de crecimiento de la población.
4. Evaluar cuáles hipótesis sobre la falta percibida de incremento de abundancia son apoyadas por los datos.
5. Recomendar análisis necesarios para comprender mejor el modelo de evaluación de poblaciones y evaluar las hipótesis alternativas.

Anexo B

DOCUMENTOS ANALIZADOS

- Anónimo. 2006. Technical Workshop on Calculating N_{MIN} for the Dolphin Stocks of the Eastern Pacific Ocean. IATTC Special Report 14. 35pp.
- Anónimo. 2009. Updated estimate of N_{MIN} and stock mortality limits. Document SAB-07-05 presented to the 7th Meeting of the Scientific Advisory Board of International Dolphin Conservation Program. 12pp.
- Cramer, K.L., Perryman, W.L. y T. Gerrodette. 2008. Declines in reproductive output in two dolphin populations depleted by the yellowfin tuna purse-seine fishery. *Marine Ecology Progress Series* 369: 273-285.
- Gerrodette, T. y J. Forcada. 2005. Non-recovery of two spotted and spinner dolphin populations in the eastern tropical Pacific Ocean. *Marine Ecology Progress Series* 291: 1-21.
- Gerrodette, T., Watters, G., Perryman, W. y L. Balance. 2008. Estimates of 2006 dolphin abundance in the Eastern Tropical Pacific, with revised estimates from 1986-2003. NOAA Technical Memorandum NOAA-TM-NMFS-SWFSC-422. 39pp.
- Hoyle, S.D. y M.N. Maunder. 2004. A Bayesian integrated population dynamics model to analyse data for protected species. *Animal Biodiversity y Conservation* 27: 247-266.
- Lennert-Cody, C.E., Rusin, J.D., Maunder, M.N., Delgado, E.D.L. y P.K. Tomlinson. In review. Studying small purse-seine vessel fishing behaviour with tuna catch data: implications for eastern Pacific Ocean dolphin conservation. *Marine Mammal Science*. 00: 00-00.
- Lo, N.C.H. y T.D. Smith. 1985. Incidental mortality of dolphins in the Eastern Tropical Pacific, 1959-72. *Fishery Bulletin* 84: 27-34.
- Reilly, S.B. y J. Barlow. 1985. Rates of increase in dolphin population size. *Fishery Bulletin* 84: 527-533.
- Smith, T.D. y N.C.H. Lo. 1983. Some data on dolphin mortality in the Eastern Tropical Pacific tuna fishery prior to 1970. NOAA Technical Memorandum NOAA-TM-NMFS-SWFSC-34. 27 pp.
- Wade, P.R. 1991. Estimation of historical population size of eastern spinner dolphins. NOAA Administrative Report LJ-91-12. 23pp.
- Wade, P.R. 1993. Estimation of historical population size of the eastern spinner dolphin (*Stella longirostris orientalis*). *Fishery Bulletin* 91: 775-787.
- Wade, P.R. 1994. Revised estimates of incidental kill of dolphins (Delphinidae) by the purse-seine tuna fishery in the eastern tropical Pacific, 1959-1972. *Fishery Bulletin* 93: 345-354.
- Wade, P.R., Reilly, S.B. y T. Gerrodette. Assessment of the population dynamics of the northeastern offshore spotted and the eastern spinner dolphin populations through 2002. NOAA Administrative Report LJ-02-13. 58pp.
- Wade, P.R., Watters, G.M., Gerrodette, T. y S.B. Reilly. 2007. Depletion of spotted and spinner dolphins in the eastern tropical Pacific: modelling hypotheses for their lack of recovery. *Marine Ecology Progress Series* 343: 1-14.
- Wahlen, B.E. 1985. Incidental dolphin mortality in the eastern tropical Pacific tuna fishery, 1973 through 1978. *Fishery Bulletin* 84: 559-569.